

西藏尼洋河流域土地利用变化对生态敏感性的影响

郝守宁^{1,2}, 苏立彬², 郭永刚^{1,2}

(1.西藏大学 生态环境学院, 西藏 拉萨 850000; 2.西藏农牧学院, 西藏 林芝 860000)

摘要: [目的] 以西藏尼洋河流域作为高原生态脆弱区的典型代表, 对流域 1995—2020 年土地利用变化影响下的生态敏感性进行探索分析, 为该流域土地利用规划和生态环境保护提供理论依据。[方法] 通过计算流域土地利用强度指数和生态系统服务价值, 构建土地利用变化下的生态敏感性指数, 基于土地利用强度指数和生态系统服务价值在各子流域内的时空变化, 利用 GIS 空间分析技术获得尼洋河流域生态敏感性空间分布状况。[结果] 1995—2020 年尼洋河流域林地和建筑用地面积呈增加的趋势, 而未利用地和水域面积呈下降趋势; 土地利用强度指数由 1.725 5 上升到 1.725 9, 土地利用生态系统服务价值减少了约 3 000 万元。土地利用强度指数上升的区域分布在下游流域; 流域生态敏感性指数由 0.3 增加到 9.4, 流域中、高敏感区主要分布在中下游流域, 且高敏感区面积呈扩增趋势。[结论] 流域内区域生态敏感性变化由土地利用类型间的转移流动的方向所决定。总体而言, 近 25 a 来流域生态敏感性对生态系统中土地利用变化的响应较为明显, 中下游区域生态敏感性呈恶化的趋势。

关键词: 土地利用变化; 生态敏感性; 生态系统服务价值; 尼洋河; 西藏

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2023)02-0303-07

中图分类号: X171

文献参数: 郝守宁, 苏立彬, 郭永刚. 西藏尼洋河流域土地利用变化对生态敏感性的影响[J]. 水土保持通报, 2023, 43(2): 303-309. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.02.035; Hao Shouning, Su Libin, Guo Yonggang. Effects of land use changes on ecological sensitivity of Nnyang River basin in Tibet [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(2): 303-309.

Effects of Land Use Changes on Ecological Sensitivity of Nyang River Basin in Tibet

Hao Shouning^{1,2}, Su Libin², Guo Yonggang^{1,2}

(1. School of Ecology and Environment, Tibet University, Lhasa, Tibet 850000, China;

2. Tibet Agriculture and Animal Husbandry University, Nyingchi, Tibet 860000, China)

Abstract: [Objective] The ecological sensitivity of the the Nyang River basin in Tibet (a typical ecologically fragile plateau area) under land use changes during 1995—2020 was studied in order to provide theoretical references for land use planning and ecological environment protection in the watershed. [Methods] We calculated the watershed land use intensity index and the ecosystem service value to construct the land use change. The ecological sensitivity index was based on the temporal and spatial changes of the land use intensity index and the ecosystem service value in each sub-basin. The spatial distribution of ecological sensitivity in the Nyang River basin was obtained using GIS spatial analysis technology. [Results] The areas of woodland and construction land in the Nyang River basin increased from 1995 to 2020, while the unused land area and water area declined. The land use intensity index increased from 1.725 5 to 1.725 9, and the ecosystem service value of land use decreased about 30 million yuan. The areas exhibiting increasing intensity index were located in the downstream basin. The ecological sensitivity index of the basin increased from 0.3 to 9.4. The middle and high sensitive areas of the basin were mainly located in the middle and lower reaches. The extent

收稿日期: 2022-05-26

修回日期: 2022-09-07

资助项目: 西藏自治区自然科学基金项目“西藏尼洋河流域不同尺度景观格局与水质的相关性分析”(XZ202001ZR0021G); 西藏大学科研项目(2019-GSP-B002); 西藏农牧学院高层次人才科研启动费项目(2017GCC01); 重点研发及转化项目(XZ201901-GB-13); 国家重点研发计划项目(2018YFC0407702); 丹江口水库水环境治理战略研究项目(WE0145B382019); 国家自然科学基金项目(51809288)

第一作者: 郝守宁(1986—), 男(汉族), 河南省安阳市滑县人, 博士研究生, 研究方向为流域模拟和环境地表过程。Email: 645427848@qq.com.

通讯作者: 郭永刚(1966—), 男(汉族), 北京市人, 博士, 教授, 主要从事高原生态方面的研究。Email: Guoyg2013@163.com.

of the high sensitive areas was increasing. [Conclusion] The change in regional ecological sensitivity for the watershed was determined by the direction of transfer and flow between land use types. Overall, the ecological sensitivity of the basin has responded more significantly to land use changes in the ecosystem over the last 25 years, with a deteriorating trend in the middle and lower reaches.

Keywords: land use changes; ecological sensitivity; ecosystem service value; Nyang River

西藏林芝市生产总值由 1995 年 2.90 亿元增加到 2020 年的 1 902.74 亿元,产值增加了近 655 倍;农作物种植面积由 1995 年 19 626.87 hm^2 的增加到 2020 年的 271 220 hm^2 ^[1]。林芝市第一、二、三产业高速发展的同时,其造成的环境污染也日益凸显。习近平同志在党的十九大报告中指出,“要建设的现代化是人与自然和谐共生的现代化,既要创造更多物质财富和精神财富以满足人民日益增长的美好生活需要,又要提供更多优质生态产品以满足人民日益增长的优美生态环境需要。”尼洋河流域地处重要的藏东南生态安全屏障区,特殊的位置及自然环境造就了流域内生态环境极其脆弱^[2],受区域地形地貌及历史条件的影响,区内畜禽养殖业的污染防治策略及技术远远落后于内地发达地区,区域内一定环境承载能力条件下,第一、二产业的发展将不能满足生态环境的需要^[3],特别是近年来,大量人口的涌入、流域内水利工程的建设、交通及旅游业的发展、第一、二、三产业间的用地博弈,导致流域内土地利用类型的转移加速,因此有必要对流域的生态环境敏感性进行空间分析,加强流域土地利用类型的空间治理,在土地利用可持续发展的同时改善生态环境。

生态敏感性(ecological sensitivity)是指生态系统在受到人类活动干扰及自然环境变化条件下,生态环境对外界压力反映的灵敏程度,是生态系统的一种重要属性,说明产生生态环境问题的概率^[4-6]。原始自然状态下,健康的生态系统平衡中人为活动及自然因素存在着某种相对稳定的耦合关系,当这种平衡遭受外界干扰或者内在因素突变超过一定的限度时^[7-9],生态系统将会失衡从而引起一系列严重的生态环境问题。生态敏感性越高的区域,其生态系统平衡越容易打破,是生态环境保护的重要区域。目前,国内外学者对生态环境敏感性分析的研究已取得了一定的成果。国外学者 Japtap^[10]对湿地生态敏感区的海草生态系统进行了研究。Wikteliu^[11]对生态敏感区的蝗虫控制进行了研究探讨。Muhammad^[12]根据植被的状况分析了动物的栖息地与植被生态敏感性的关系。Muzik 与 Carrington 研究了湿地^[13]和水文系统^[14]对气候变化的敏感性。国内学者关于土

地利用的生态敏感性相关研究也取得不少成果^[15-19]。本研究基于已有研究成果的基础上,以尼洋河流域作为研究区域,构建生态敏感性指数分析流域内土地利用变化的响应灵敏程度,以期对尼洋河流域土地利用规划和生态环境保护提供理论依据。

1 材料及方法

1.1 研究区概况

尼洋河流域坐落于藏东南生态安全屏障区,生态环境较为脆弱,流域跨工布江达县和林芝县,面积约 $1.78 \times 10^4 \text{ km}^2$,河流长约河流全长约 309.02 km,是雅鲁藏布江的第二大支流。流域属于高原山地地貌,地势西北高、东南低,流域内主要以农牧业为主,基于流域内丰富草地、森林和水资源,近年来城市的建设及区域经济的发展,流域内旅游业逐年上升。随着人口的大量涌入、川藏铁路的修建、水利工程的建设以及产业的转变,流域内土地覆被状况受到一定的干扰,探讨生态较为脆弱的尼洋河流域土地景观格局及生态风险变化,为藏东南生态安全屏障建设进一步开展提供参考。

1.2 数据来源及处理

尼洋河流域 1995,2010 和 2020 年 3 期的土地利用栅格数据来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(<http://www.resdc.cn>),分辨率为 $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$,同时依据中科院资源环境数据中心的土地覆被遥感监测数据分类体系,将尼洋河流域划分为:水域、建设用地、林地、草地、耕地和未利用土地 6 类土地覆被类型;数字高程模型数据(30 m DEM)来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>),根据西藏林芝行政区的矢量数据进行裁切处理,基于尼洋河流域 DEM 数据进行集水块区划分,根据流域水系及集水块区的位置关系,结合流域土地覆被分布状况将尼洋河流域划分为 7 个子流域^[20](图 1)。

1.3 研究方法

尼洋河流域主要以畜牧业为主,近年来随着大量人口的涌入、工程的建设、旅游业的发展,土地利用类型受到人类活动影响较为频繁,根据已有的相关研究成果^[21-24]及流域实际状况,本次研究利用尼洋河流域土地利用强度与土地生态系统服务价值构建流域生

态敏感性指数,以此来定量探讨尼洋河流域土地利用变化下的生态敏感性状况。

1.3.1 土地利用强度 土地利用强度指数计算公式为:

$$L = \sum_{i=1}^n \frac{A_i}{A} \times G_i \times 100\% \quad (1)$$

式中: L 为研究区土地利用强度指数; A_i 第 i 种类型土地面积(km^2); A 研究区面积(km^2); G_i 研究区第 i 种类型土地利用强度等级值^[21],未利用地 1 级,林地及水域为 2 级,农业用地为 3 级,建设用地为 4 级。

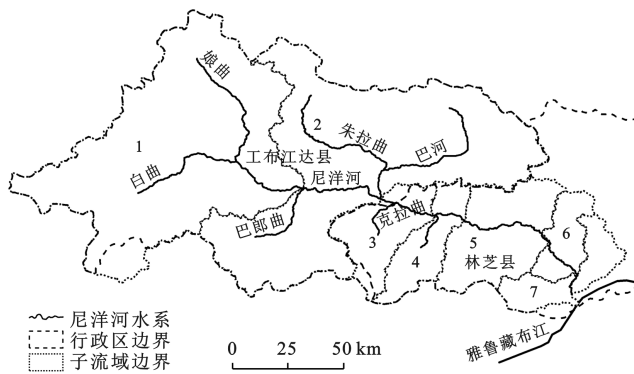


图 1 尼洋河流域子流域划分

Fig.1 Sub-basin division of the Nyang River basin

1.3.2 土地生态系统服务价值 参考已有研究成果^[21,25],结合尼洋河流域实际状况,计算流域土地生态服务价值,计算公式为:

$$ESV = \sum_{i=1}^n A_i \cdot VC_i \quad (2)$$

式中:ESV 研究区为生态系统服务价值(元/年); VC_i 为第 i 种土地类型单位面积的生态系统服务价值[元/($\text{a} \cdot \text{km}^2$)]。本次主要研究流域内土地利用变化所引起敏感性指数的时空变化状况,对各土地利用类型单位面积生态服务价值在时间上的变化不做考虑。

1.3.3 土地利用变化下的生态敏感性评价 本文建立敏感性指数(coefficient of sensitivity)CS 分析探索尼洋河流域土地利用时空演变下的生态敏感性的时空状况,利用生态系统服务价值变化率与土地利用强度变化率的比值构建各子流域生态敏感性指数 CS 计算模型:

$$CS = \left| \frac{\Delta ESV_{(j+1,j)}}{\Delta L_{(j+1,j)}} \right| = \left| \frac{(ESV_{j+1} - ESV_j) / ESV_j}{(L_{j+1} - L_j) / L_j} \right| \quad (3)$$

式中:CS 研究区生态敏感性指数; ESV_j 研究区(研究基准年)土地利用生态系统服务价值(元/a); ESV_{j+1} 研究区基准年的后 1 阶段的节点年的土地利用生态系统服务价值(元/a); L_j 研究区第 j 年(研究

基准年)土地利用强度指数; L_{j+1} 研究区基准年的后 1 阶段的节点年的土地利用强度指数。

2 结果与分析

2.1 流域土地利用变化过程

根据尼洋河流域 1995,2010 和 2020 年 3 期的土地利用类型空间分布图,借助 GIS 技术对流域土地利用数据的整理计算得到流域各土地利用类型结构(图 2)及土地利用转移状况(表 1)。

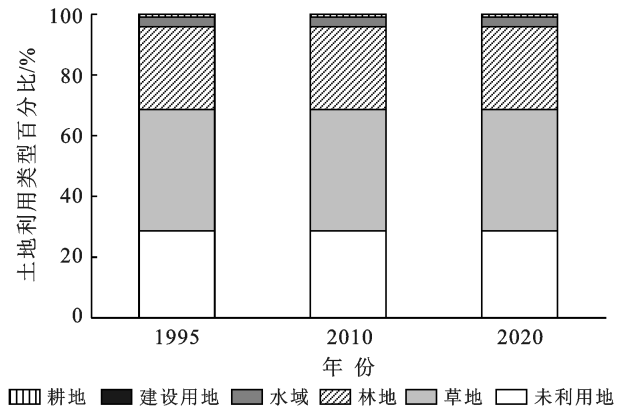


图 2 尼洋河流域 1995—2020 年土地利用结构

Fig.2 Land-use component in Nyang River basin during 1995—2020

由图 2 可知,1995—2020 年尼洋河流域土地利用主要以草地为主。25 a 间草地的面积虽然出现了波动,但其面积始终占流域面积的 40% 以上,然而在总体上呈缩小的趋势;其次为未利用地和林地分别占流域的 28% 和 27%,在此期间未利用地面积呈逐年减少趋势,而林地面积呈稳步增长趋势,特别是后 10 a 间林地面积增加了约 1.7 km^2 ;流域内土地利用类型面积最小的为建设用地和耕地,耕地面积占流域面积不足 1%,25 a 间面积虽有波动但总体呈减少的趋势,流域内变化幅度最大的为建设用地,面积增加了 3.8 km^2 ,但总面积为最少的用地类型不足流域的 0.02%。由表 1 结合图 2 的结果表明,1995—2020 年尼洋河流域土地利用结构变化的过程中,各类土地间相互转移较为频繁,即一种土地利用类型的增加或减少的过程中,其他各土地利用类型转入的同时向其他类型土地转出;25 a 间建设用地的增加大部分由草地和耕地的转入,主要以牺牲耕地为代价;林地面积的增加主要由水域和未利用地的转入;草地面积的减少过程主要是未利用地的入侵;水域面积的减少主要转出为林地;流域内各土地利用方式产生了不同程度的转化,唯有建设用地发生了较大的变化幅度,说明流域内局部土地利用变化明显受到人类活动的影响。

表 1 尼洋河流域 1995—2020 年土地利用转移矩阵
Table 1 Land use transfer matrix in Niyang River from 1995 to 2020

km²

土地类型	1995 年面积					
	草地	耕地	建设用地	林地	水域	未利用地
2020年面积						
草地	7 022.54	2.20	0.07	47.22	11.76	80.61
耕地	4.30	155.05	1.06	2.49	1.29	0.21
建设用地	1.41	3.50	5.62	0.07	0.06	0.09
林地	48.51	4.69	0.08	4 823.10	8.96	27.53
水域	12.14	1.24	0.11	5.47	501.59	9.41
未利用地	76.11	0.21	0.02	32.57	7.93	4 966.46

2.2 流域土地利用强度与生态系统服务价值时空变化

基于尼洋河流域子流域的划分,利用 GIS 技术将子流域与流域各期土地利用进行分割,根据土地利用强度指数公式(1)和生态系统服务价值计算公式(2)的计算结果,得到尼洋河流域内土地利用强度与生态系统服务价值的时空演变分布情况详见表 2。

1995,2010 和 2020 年尼洋河流域土地利用指数分别为 1.725 5,1.726 0和 1.725 9,生态系统服务价值分别为 115.52,115.53 和 115.46 亿元,计算结果表明流域内土地利用强度较小且变化幅度较小。土地利用强度指数的大小表示受到外界条件干扰程度的高低,指数越高的区域土地利用状况受外界条件干扰越强烈。

由表 2 可知,各子流域内土地利用强度在时空演变上存在明显差异,空间上,上游 1 与 2 号子流域区

域受外界干扰程度最低的区域,土地利用强度指数均值分别为 1.63 和 1.66,受外界干扰最为严重的区域主要为下游的 6,7 号子流域,强度指数均值分别为 2.11 和 2.02,3,4,5 号子流域的强度指数均值分别为 1.81,1.93 和 1.95,空间上伴随河流方向流域内土地利用强度呈上升趋势。时间上 1995—2020 年,土地利用强度波动变化较大区域为 5,6,7 号子流域,其中 6 号子流域变化波动较大在 2010 年土地利用强度指数达到了 2.12,25 a 间流域内唯有 1,2 号子流域强度指数在时间上呈减小趋势,中下游流域受外界干扰活动呈增强的趋势。流域内生态系统服务价值在时空分布上同样存在差异,生态系统服务价值逐年上升的区域为 1,3,6 号子流域,2,4,5,7 号子流域呈逐年减少的趋势,变化幅度最大区域为 7 号子流域,25 a 间生态系统服务价值减少了约 3 000 万元。

表 2 尼洋河流域 1995—2020 年土地利用强度及生态系统服务价值时空变化

Table 2 Changes of ecosystem services value and land-use intensity in Nyang River basin during 1995—2020

子流域	土地利用指数			生态系统服务价值/元		
	1995 年	2010 年	2020 年	1995 年	2010 年	2020 年
子流域 1	1.630 4	1.630 4	1.630 4	2.864E+09	2.864E+09	2.868E+09
子流域 2	1.657 6	1.657 6	1.657 4	4.786E+09	4.786E+09	4.782E+09
子流域 3	1.810 3	1.810 3	1.810 3	8.576E+08	8.576E+08	8.585E+08
子流域 4	1.928 1	1.928 1	1.928 3	6.760E+08	6.760E+08	6.759E+08
子流域 5	1.950 1	1.950 1	1.950 6	1.297E+09	1.297E+09	1.289E+09
子流域 6	2.098 7	2.112 0	2.109 0	5.019E+08	5.028E+08	5.040E+08
子流域 7	2.015 0	2.015 0	2.015 7	5.698E+08	5.698E+08	5.695E+08

2.3 流域生态敏感性分析

2.3.1 流域生态敏感的空间异质性 根据公式(3)计算出 1995—2020 年尼洋河流域土地利用变化下的生态敏感性指数 CS,2010 年计算结果是以 1995 年作为基准年、2020 年份的流域生态敏感指数处理方式相同,2010 与 2020 计算结果分别为 0.3,9.4,结果表明尼洋河流域生态敏感性指数出现了骤增,后期流域土地利用生态敏感性加剧。

为更好地探索分析尼洋河流域生态敏感的时空

状况,参考已有相关文献^[21],在综合分析尼洋河流域生态敏感性指数特点的基础上,将流域生态敏感性等级划分为:低生态敏感区($0 \leq CS < 20$)、中生态敏感区($20 \leq CS < 40$)和高生态敏感区($40 \leq CS < 60$),根据各子流域计算结果得到生态敏感性等级空间分布图(图 3)。由图 3 可知,基于 1995 年的状况 2010 年尼洋河流域土地利用生态敏感区出现两极分化的状态,大部分区域处于低生态敏感区,且低生态敏感区内唯有为 4 号子流域的生态敏感指数值为 11.54,其

余低生态风险值均小于 1;流域内没有出现中生态敏感区;流域内高生态敏感区为下游的 7 号子流域,且生态风险指数高达 52.16;此结果表明基于 1995 年的状况 2010 年尼洋河流域土地利用敏感性较低,高生态敏感区分布在尼洋河入雅鲁藏布江的下游子流域。基于 2010 年的状况 2020 年尼洋河流域土地利用生态敏感区出现了扩张和转移,唯有中下游 2,4,6 号子

流域处于低生态敏感区,上游 1 和中游 5 号子流域转为中生态敏感区,其敏感指数分别达到 33.69,24.44;高生态敏感区为 3 号子流域其敏感指数高达 41.45。根据图 3 结果可以看出,伴随着社会的发展和全球气候的影响,尼洋河流域土地利用演变的过程中后 10 a 受到的外界干扰影响高于前 15 a,且生态敏感区逐年扩张,生态敏感性指数出现了急速上升趋势。

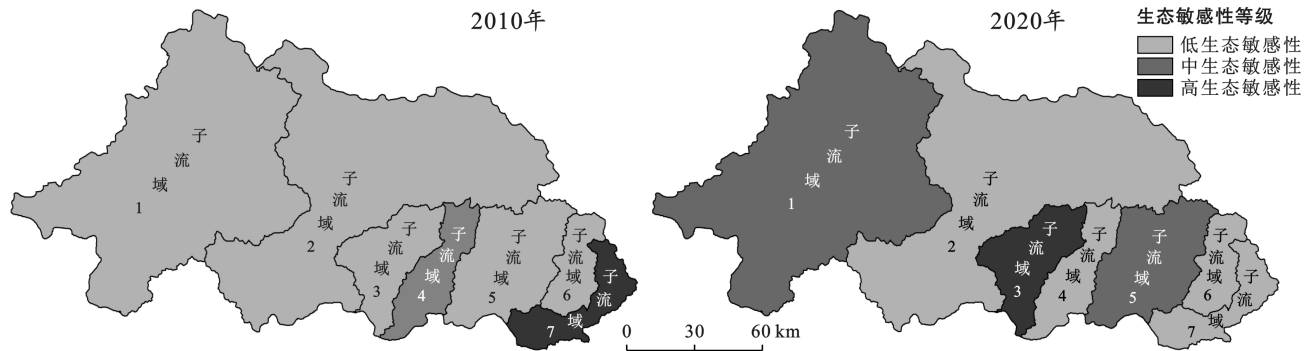


图 3 尼洋河流域 2010—2020 年土地利用的生态敏感性等级分布

Fig.3 Distributions of ecological sensitivity level to land use changes in Nyang River basin during 2010—2020

2.3.2 流域生态敏感时空演变与土地转移流分析
为更直观地探索尼洋河流域土地利用时空演变过程中生态敏感性的响应,基于流域 1995,2010 和 2010 年的 3 期土地利用数据,对流域内 3 个时期的土地利用状况进行时空分析,同时与流域内 7 个子流域进行空间耦合得出各子流域内不同时期的土地利用分布状况见表 3。由表 3 结果可知不同时段内不同子流域的土地利用类型转移流存在较大差异:1995—2010 年流域内各土地利用类型变化量较小,结构相对稳定,各类型间相互转化幅度及数量相对较小,土地利用受外界干扰的区域主要在尼洋河下游 6 号子流域;此阶段的土地类型转移流动情况是导致流域生态敏感性空间差异的主要原因,与图 3 中的 2010 年生态敏感性分布图相对应,6 号子流域虽是流域内土地利用活动频繁的区域,但大多是生态用地类型间的相互转移,从而导致 6 号子流域处于低生态敏感区。表 3 中 2010—2020 年的土地利用类型分布状况表明,此阶段流域内受外界干扰强度骤增,各土地利用类型间相互转移流动较为频繁和复杂,各子流域内土地利用均发生了不同程度的转移流动,其中 3 号子流域内大量面积生态用地类型中的草地和林地转移为建设用地和未利用土地等非生态用地,5 号子流域中大面积草地转移为未利用土地和建设用地,导致生态用地减少,非生态用地面积增加,结合表 2 结果可知流域内 3,5 号子流域内土地利用强度指数在此阶段均出现上升,受外界干扰驱动的情况下,生态用地转移流动

到非生态用地,从而导致 2020 年 3,5 号子流域分别恶化为高生态敏感区和中生态敏感区。流域各土地利用类型间的转移流动是导致区域生态敏感等级改变的主要原因。

3 讨论

根据研究区计算成果,1995—2010 年尼洋河流域土地利用变化的生态敏感性总体处于较低状态,土地利用强度较低,2010—2020 年流域土地利用变化的生态敏感性指数骤增,土地利用强度在空间分布上发生了较大的变化,生态敏感程度上升,高生态敏感区面积扩张,生态敏感性对生态系统中土地利用变化的响应较明显,即后期流域土地利用变化下的生态敏感性明显高于前期。土地利用变化的高生态敏感区表明该区域生态系统受土地利用类型间的转移状况影响较大,是流域内重点关注的区域。从空间上来看,2010 年高生态敏感区域主要在尼洋河下游,该区域是尼洋河与雅鲁藏布江交汇处,河谷宽阔,是流域内耕地分布的主要区域;2020 年中高生态敏感区域面积大幅度扩张,主要分布在中下游,该区域人口相对密集,是流域人口活动的主要区域。

研究成果表明尼洋河流域内,随着人类社会发展和气候变化的影响过程中,生态用地面积缩小,非生态用地面积增加引起流域土地利用强度指数上升,通过对流域土地利用强度和生态系统服务值的计算分析,能有效探索分析生态系统对土地利用变化的生态敏感程度的响应。

表 3 尼洋河流域不同时期土地利用分布

Table 3 Land use distribution in the Niyang River basin in different periods

子流域	土地类型	面积/km ²		
		2020 年	2010 年	1995 年
子流域 1	草地	3 191.78	3 193.60	3 193.60
	未利用地	2 437.71	2 437.22	2 437.22
	水域	137.98	137.03	137.03
	林地	812.72	812.27	812.27
	建设用地	0.99	0.82	0.82
	耕地	2.26	2.52	2.52
子流域 2	草地	1 737.83	1 736.66	1 736.66
	未利用地	2 206.47	2 206.67	2 206.67
	水域	279.12	280.58	280.58
	林地	2 192.30	2 190.46	2 190.46
	耕地	6.36	7.70	7.70
	建设用地		0.01	0.01
子流域 3	草地	295.55	296.06	296.06
	未利用地	231.33	231.12	231.12
	水域	21.42	21.13	21.13
	林地	479.66	479.80	479.80
	建设用地	0.09		
	耕地	30.40	30.34	30.34
子流域 4	草地	358.96	358.34	358.34
	未利用地	75.81	76.00	76.00
	水域	12.07	11.97	11.97
	林地	364.63	365.08	365.08
	建设用地	0.09	0.01	0.01
	耕地	16.27	16.44	16.44
子流域 5	草地	841.14	836.31	836.31
	未利用地	102.03	103.22	103.22
	水域	31.08	33.16	33.16
	林地	635.10	635.32	635.32
	建设用地	1.78	0.80	0.80
	耕地	18.07	20.40	20.40
子流域 6	草地	304.60	304.98	309.74
	未利用地	0.22	0.22	0.22
	水域	22.43	22.40	21.84
	林地	210.89	210.53	210.35
	建设用地	7.39	9.18	5.30
	耕地	50.38	48.59	48.45
子流域 7	草地	434.52	434.28	434.28
	未利用地	29.71	29.85	29.85
	水域	25.86	25.89	25.89
	林地	217.56	217.66	217.66
	建设用地	0.41	0.02	0.02
	耕地	40.66	41.04	41.04

本文对尼洋河流域土地利用演变过程中的生态敏感性进行初步探索,以绝对值表征生态系统的敏感程度,掩盖了流域内土地利用强度和生态系统服务价

值增减变化对生态系统负面的影响^[21];针对尼洋河流域内生态系统敏感性区域的变化,只是定性地解释为人类活动和气候变化两个因素,流域地形落差较大,海拔梯度明显,另一方面流域内农牧民的分布及旅游业的发展改变了原有的生产方式^[22]。本研究对流域土地生态敏感性的驱动因素只是简单从气候和人类活动两方面定性的解释,未进行深入研究,流域土地生态系统受气候因子^[26]和流域内人类活动强度的影响,是人类活动和气候变化共同作用的结果,流域内地形梯度明显,旅游业发展迅速,科学探索流域生态敏感性的驱动因素分析出主要驱动因子,对尼洋河流域土地生态环境保护及科学合理的流域规划都有一定的现实意义,为此对流域内生态敏感性的驱动分析应在今后研究中进一步加以完善。

4 结论

(1) 1995—2020 年,尼洋河流域后期土地利用变化过程较前期明显且复杂,时空变化差异较大,25 a 间流域建设用地变化幅度最大增加了 3.8 km²,土地利用强度指数由 1.725 5 上升到 1.725 9,生态系统服务价值减少了约 3 000 万元;土地利用强度增加区域主要为分布在尼洋河中下游区域的 4,5,6,7 号子流域,生态系统服务价值减少的区域主要在中下游 7 号子流域。

(2) 尼洋河流域土地利用生态敏感指数由 2010 年的 0.3 到 2020 年骤增到 9.4,前期生态敏感区域与后期发生较大的差异,1995—2010 年土地利用变化下的生态敏感性不明显,高生态风险区域较小主要为 7 号子流域;后期土地利用变化下的生态敏感性较前期明显,高生态敏感区为中游的 3 号子流域,中生态敏感区扩增至 1,5 号子流域;流域内土地生态敏感性指数呈上升趋势,且中、高生态敏感区呈逐步扩张的趋势。

(3) 流域内各类型土地利用间在时空上的转移状况是导致流域生态敏感性变化的主要原因,生态用地到非生态用地的转移是区域生态敏感等级增加的直接原因,尼洋河流域土地利用变化下的生态敏感区扩增区域主要分布在中下游。

[参 考 文 献]

- [1] 林芝市统计局.林芝统计年鉴[M].西藏 林芝:林芝市统计局,2020.
- [2] 师学萍,曹志翔.尼洋河流域农户生计方式与生态安全屏障建设[J].生态经济,2016,32(9):177-180.
- [3] 芮茵艺,朱洪标,鞠昌华.畜禽养殖生态敏感性分析及空间管控研究:以金湖县为例[J].家畜生态学报,2017,38(2):67-71.

- [4] 王效科, 苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究[J]. 生态学报, 2000, 20(1): 9-12.
- [5] 李志江, 马晓冬. 基于 GIS 的徐州生态敏感性分析[J]. 水土保持研究, 2011, 18(4): 244-247, 253.
- [6] 张强, 冯悦, 魏伟, 等. 基于 GIS 的祁连山生态敏感性评价[J]. 安全与环境学报, 2019, 19(3): 1056-1064.
- [7] 宋姣姣, 彭鹏, 周国华, 等. GIS 支持下的长沙市生态环境敏感性分析[J]. 中南林业科技大学学报(社会科学版), 2017, 11(4): 21-26.
- [8] Angelo Pecci, Ganapati Patil, Orazio Rossi, et al. Biodiversity protection funding preference: A case study of hotspot geoinformatics and digital governance for the *Map of Italian Nature* in the presence of multiple indicators of ecological value, ecological sensitivity and anthropic pressure for the Oltrepò Pavese and Ligurian-Emilian Apennine study area in Italy [J]. *Environmental and Ecological Statistics*, 2010, 17(4): 473-502.
- [9] 路昌, 韩笑, 韩会芹. 山东省土地利用转型与生态服务功能交叉敏感性研究[J]. 农业机械学报, 2020, 51(10): 223-231.
- [10] Jgtap T, Komarpant D, Rodrigues R. Status of aseasonal grass ecosystem: An ecologically sensitive wetland habitat from India [J]. *Wetlands*, 2003, 23(1): 161-170.
- [11] Wiktelius S, Ardo J, Fransson T. Desert locust control in ecologically sensitive areas: Need for guide lines [J]. *Ambio*, 2003, 32(7): 463-468.
- [12] Muhammad A B, Khadij N, Syed A M, et al. Toward GIS-based approach for identification of ecological sensitivity areas: Multi-criteria evaluation technique for promotion of tourism in Soon Valley, Pakistan [J]. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 2019, 47(9): 1527-1536.
- [13] Carrington D, Gallimore R, Kutzbach J. Climate sensitivity to wetlands and wetland vegetation in Mid-Holocene North Africa [J]. *Climate Dynamics*, 2001, 17(3): 151-157.
- [14] Ivan M. Sensitivity of hydrologic systems to climate change [J]. *Canadian Water Resources Journal*, 2001, 26(2): 233-252.
- [15] 高星, 高宇, 李晏, 等. 雄安新区土地生态系统服务价值变化与敏感性分析[J]. 金陵科技学院学报(社会科学版), 2019, 33(3): 6-10.
- [16] 吴昆, 彭红霞, 李江风, 等. 基于变异系数法的灵宝市土地生态敏感性分析[J]. 湖北农业科学, 2018, 57(14): 32-37.
- [17] 康婧, 孙永光, 李方, 等. 辽河口海域使用变化下的生态敏感性分析[J]. 中国环境科学, 2017, 37(12): 4722-4733.
- [18] 汤峰, 王力, 张蓬涛, 等. 基于生态保护红线和生态网络的县域生态安全格局构建[J]. 农业工程学报, 2020, 36(9): 263-272.
- [19] 李益敏, 管成文, 郭丽琴, 等. 基于生态敏感性分析的江川区土地利用空间格局优化配置[J]. 农业工程学报, 2018, 34(20): 267-276, 316.
- [20] 郝守宁, 董飞, 刘晓波, 等. 尼洋河流域土地利用结构对水质的关联分析[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(1): 194-200.
- [21] 黄静, 崔胜辉, 李方一, 等. 厦门市土地利用变化下的生态敏感性[J]. 生态学报, 2011, 31(24): 7441-7449.
- [22] 谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 等. 中国生态系统服务的价值 [J]. 资源科学, 2015, 37(9): 1740-1746.
- [23] 赵瑜, 陈超, 胡振琪. 中国西部生态脆弱区生态系统服务价值评估研究进展[J]. 林业经济问题, 2018, 38(4): 91-97, 112.
- [24] 丁丽莲, 王奇, 陈欣, 等. 近 30 年淀山湖地区生态系统服务价值对土地利用变化的响应[J]. 生态学报, 2019, 39(8): 2973-2985.
- [25] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.
- [26] 戴云哲, 李江风. 洞庭湖区生态用地生态服务价值时空演化的地形梯度效应[J]. 水土保持研究, 2018, 25(3): 197-204.

(上接第 211 页)

- [24] 许峰, 尹海伟, 孔繁花, 等. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建[J]. 生态学报, 2015, 35(19): 6425-6434.
- [25] Pierre S, Peter V. Morphological segmentation of binary patterns [J]. *Pattern Recognition Letters*, 2008, 30(4): 456-459.
- [26] 于亚平, 尹海伟, 孔繁花, 等. 南京市绿色基础设施网络格局与连通性分析的尺度效应[J]. 应用生态学报, 2016, 27(7): 2119-2127.
- [27] 吴钰茹, 吴晶晶, 毕晓丽, 等. 综合模型法评估黄河三角洲湿地景观连通性[J]. 生态学报, 2022, 42(4): 1315-1326.
- [28] Santiago S, Josep T. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity [J]. *Environmental Modelling and Software*, 2008, 24(1): 135-139.
- [29] 陈晨, 徐威杰, 张彦, 等. 独流减河流域绿色基础设施空间格局与景观连通性分析的尺度效应[J]. 环境科学研究, 2019, 32(9): 1464-1474.
- [30] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2007.